



Városi élőhelyek és élőlények

Gulyás Ágnes – Kiss Tímea

1. Speciális életfeltételek a városokban

A városok, mint élőhelyek igen különleges, sokszor szélsőséges környezetet biztosítanak a természetes, illetve a betelepülő élőlények számára. Az élőhelyek egy részét tudatosan alakították ki, mint például a gondozott zöldfelületeket, a parkokat, kerteket és útmenti fasorokat. Az élőhelyek másik csoportja az ember épített vagy átalakított környezetéhez kapcsolódik, például a lakóházak élőhelyet biztosítanak számos készletkártevőnek, háziállatnak, de a parlagon hagyott területek és a személerakók is számos élőlény otthonát jelentik.

A mesterségesen kialakított élőhelyeket akár szélsőségesen jó vagy rossz környezeti feltételek is jellemezhetik. Előbbire példaként szolgálhatnak a jól gondozott kertvárosi övezetek vagy az angolkertek, amelyeknek fái, bokrai, nyílt virágoskertjei és gyepjei élőhelyek sokaságát hozzák létre, nem is beszélve a kihelyezett itatókról, etetőkről, amelyek folyamatos és bőséges táplálék-utánpótlást biztosítanak az állatok számára. Itt az egyedszám és a faji diverzitás is magasabb lehet az adott területre jellemző természetes értékeknél (Goudie, 2000).

A belterjes kezelésű városi parkok az előbbiekhöz hasonlóan jó életkörülményeket biztosítanak, bár a környezeti feltételek itt már nem minden esetben olyan kedvezőek. A parkok talajának cseréje, az öntözés és növényápolás felgyorsítja az egyedfejlődést, amelyet általában a kívánt fejlettségi szint elérése után lelassítanak (Lányi, 2000). Mindeközben korlátozottá válnak a termelő, fogyasztó és lebontó folyamatok, hiszen a parkgondozás eredményeképpen a leveleket, korhadékot folyamatosan eltávolítják, így bizonyos elemek, tápanyagok mennyisége csökken, miközben másoké megemelkedik.

Roszbab minőségű élőhelyek alakulnak ki az utak mentén és a sűrűn beépített városrészekben. Itt az élőlényeknek folyamatosan el kell viselniük a különböző zavaró hatásokat: a megemelkedett levegő- és talajszennyezést, a taposást és a következményeként fellépő talajtömörödést, a szélsőségesen magas hőmérsékletingadozást, a soterhelést és a fokozott zajterhelést stb. Ezért ezek az élőhelyek meglehetősen fajszevények, leggyakrabban ruderalis (gyom) és invazív fajok fordulnak elő, amelyek közül dominálnak a fűfélék.

A városban élő növények és állatok életkörülményeit tehát számos, sajátosan a városokra jellemző direkt és indirekt tényező nehezíti (Lányi, 2000):

A *városi talajok* fokozott átalakuláson mennek át, amely elsősorban a növényeket, de a táplálékláncon keresztül az állatokat is érinti. A városi talajok szerkezete megváltozhat az intenzív használat és a beépítettség miatt. Romlik a szellőzőtségük, ezzel párhuzamosan a talajlakó élőlények életfeltételei is, de a növények gyökérzete is kevesebb oxigénhez jut. A tömörödött talajok és a burkolt felületek növekedése miatt gyorsabb a lefolyás, csökken a vízbeszívargás és lecsökkenhet a talajvízszint. A rosszabb vízellátottsági mutatók miatt előnybe kerülnek a szukkulens vagy az extrémén mély gyökerű fajok. A városi talajokban nagy mennyiségű só halmozódhat fel az utak túlzott sózása miatt, illetve a közlekedésből, ipari tevékenységből eredően nehézfémek akkumulálódhatnak. Ezt csak néhány faj képes elviselni, így ez konkurencia előnyt jelenthet a rezisztens fajok számára. Bizonyos pontokon tápanyagfeldúsulás is jellemző lehet, itt a nitrogént kedvelő fajok, pl. csalánfajták, nebáncsvirág szaporodhatnak el. A talajba szivárgó mérgező gázok (pl. földgáz) hatására a talajlakó élőlények illetve a növények gyökerei akár meg is fulladhatnak. A városi talajok gyakran élősködőkkel és kórokozókkel fertőzöttek, így az ott élő növények és állatok túlélési esélyei tovább romolhatnak.

A *városi levegő* mezo- és mikroklimatikus viszonyai is jelentősen eltérnek az adott helyre jellemző természetes klímától. Az egyik legfontosabb különbség az, hogy a városokban általában melegebb van, mint a környező természetközeli területeken, ezért a településeken a vegetációs periódus meghosszabbodik. Ezt jól jelzi a magasabb rendű növényzet fenológiai fázisainak eltolódása, illetve a felgyorsult egyedfejlődés. A megváltozott klíma hatására a városokban nagyobb a melegkedvelő, szárazságtűrő fajok aránya, miközben a fagyérzékeny fajok túlélési lehetősége is megnő. A mikroklima melegebbé válásával és a gyors felszíni lefolyással párhuzamosan a levegő relatív páratartalma is csökken, ami a légnedvességgel szemben kifejezetten igényes fajok megtelepedését ellehetetleníti. A sűrű beépítettség és az egyre magasabb épületek a fényellátottsági viszonyokat is jelentősen befolyásolják, így a fényért való kompetíció alapvetően meghatározza a növénytársulások összetételét. A levegőkörnyezet szennyeződése, az ipari folyamatokból, tüzelésből és a közlekedésből származó szennyezőanyagok és por károsítják a növények transpirációs és a respirációs folyamatait, míg az állatokat a táplálékláncba beépülve illetve a nyálkahártyákon és a kültakarón keresztül. A magasabb légszennyezettség miatt az érzékenyebb fajok viaszosorolnak (zuzmósivatag), a kevésbé érzékenyek előretörnek gyomosodást indítva el.

A városok a *vízellátottság* szempontjából szélsőségesen száraz élőhelyeknek számítanak, hiszen a burkolt felületek nagy aránya, az erősen tömörödött talajszerkezet és az általában zárt vízvezető csatornák miatt a lefolyás gyors, a beszívargás minimális. Ezt a száraz jelleget tovább erősíti a nagyobb városok alatti csökkenő talaj-

vízszint, így a melegebb klímából adódó fokozottabb vízigény sokszor nem kielégíthető. A fenti tényezők miatt a városokból csaknem teljes mértékben hiányoznak a mocsári- és vízi növények, míg a szárazságtűrők nagy számban terjednek el. Mivel a csapadékvíz leöblíti a felületekre kiülepedett szennyeződést, a növényzet gyökeréig eljutó kevés beszivárgó víz olykor erősen szennyezett lehet (nehézfémek, sók, szénhidrogének), így mérgező hatást fejthet ki az élőlényekre.

A városokban élő élőlényeket számos *mechanikai* jellegű *károsító hatás* is éri, ezért a törekeny felépítésű, taposás-érzékeny fajok háttérbe szorulnak, miközben a jó regenerációs képességű fajok térnyerése figyelhető meg.

Tehát a városi élőhelyeket folyamatos zavaró hatások érik, amelyekhez az élőlényeknek alkalmazkodniuk kell, ráadásul az élőhelyek egyre zsugorodnak, különösen az egyre sűrűbb beépítettségű belvárosi területeken. A változásokhoz való alkalmazkodás és az életterek beszűkülése miatt erős konkurenciaharc alakul ki az egyes fajok között. Azoknak az állatfajoknak van esélyük a városokban való túlélésre, amelyek rövid fejlődési ciklussal rendelkeznek, tehát egy év alatt több generációjuk is ivaréretté válik, ráadásul az utódszámuk magas. A növények közül az egyéves fajok kerülnek túlsúlyba, s azok, amelyek hatékony terjedési mechanizmusok révén képesek új területeket meghódítani (pl. széllel porzódnak, széllel terjednek), így a fészkesek (*Compositae*), fűfélék (*Poaceae*) és keserűfűfélék (*Polygonaceae*) fajainak egyértelmű növekedése figyelhető meg a városi ökoszisztémákban (Sukopp és Wittig, 1998). A zavart élőhelyek az adventív fajok elterjedésének is kedveznek.

A fenti, módosult körülményeket kevés faj képes elviselni, így a városi élőhelyek jelentős részét elszegényedő ökoszisztémák, csökkenő diverzitás jellemzi, így a környezet minőségére érzékeny fajok populációi eltűnnek, vagy csak szigetszerűen maradhatnak fenn (Lányi, 2000). Összességében tehát a városi populációk egyre inkább uniformizálódó összetételűek lesznek, bennük egyre több jövevény faj jelenik meg.

2. A városi flóra

A előzőekben bemutatott élőhely módosító hatások általában a városok központi régiójában a legerősebbek és a perifériális területek felé csökkennek, legszorosabb összefüggésben ugyanis a beépítettség mértékével állnak. Ennek megfelelően a növényfajok eltérő elrendeződést mutatnak a városok egyes területein, amely alapján három alapvető elterjedési típust különböztetünk meg:

Az *urbanofóbok*, mint nevük is tükrözi, nagyon érzékenyek az ember által befolyásolt környezetre, ezért városokban csak nagyon ritkán, különlegesen jó élőhelyeken fordulnak elő. Az urbanofób típus további két altípusába a *szélsőségesen érzékeny* fajok (pl. tőzegmoha (*Sphagnum* sp.), orchidea- (*Orchidea* sp.) és liliomfélék, tárnicsfélék (*Gentiana* sp.) és a *mérsékelten érzékeny* fajok, mint a kontyvirág (*Arum* sp.), kankalin (*Primula* sp.), salamonpecsét (*Polygonatum* sp.), sásfélék (*Carex* sp.) tartoznak

(Mucsi, 1996). Megtelepedésüket leginkább az erősen átalakult vízháztartási viszonyok (felvehető víz hiánya, alacsony páratartalom) akadályozzák.

Az *urbanoneutrális* növényfajok szempontjából a városi környezet semlegesnek tekinthető, ezek a növények általában igen tág tűrőképességű, kozmopolita fajok, amelyek ugyanolyan gyakorisággal fordulnak elő a településeken és azon kívül is. Ilyenek például a gombvirág (*Galinsoga sp.*), az útifű (*Plantago sp.*), a keserűfű (*Polygonum sp.*), különböző fűz fajok (*Salix sp.*) és a nyír (*Betula sp.*).

Az *urbanofil* fajok kifejezetten jól tűrik a város által átalakított környezetet, zömmel ruderalis és nitrogénkedvelő társulások tagjai, általában fény- és melegkedvelők, ellenállók a taposással szemben és szárazságtűrők. A *mérsékelt urbanofil* altípusba tartozik például a ligetszépe (*Oenothera sp.*), a kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*) a cickafark (*Achillea sp.*) stb.) míg az *extrém urbanofil* altípusba az egérárpa (*Hordeum sp.*) a szapora zsombor (*Sisymbrium officinale*) és a közönséges tarackbúza (*Agropyron repens*) tartoznak (Mucsi, 1996).

A város abból a szempontból is speciális, hogy a benne előforduló növényeknek csak egy része spontán, természetes előfordulási, egy jó részük ember által meghatározott helyen, mennyiségben és minőségben fordul elő, azaz ültetett.

„Természetes” növénytársulások a városban

A városi környezet ökológiai instabil viszonyokat eredményez, melyek kedveznek számos pionír faj inváziójának. Az adventív növények többsége melegebb területekről származik, sok köztük a déli, mediterrán és szubmediterrán faj, például a szürke madársóska (*Oxalis corniculata*), vagy az ördögcérna (*Lycium halimifolium*), illetve a szubtrópusi amerikai faj, mint például a karcsú disznóparéj (*Amaranthus chlorostachys*) és a parlagfű (*Ambrosia elatior*) (Kovács, 1985). Elterjedésüket és megtelepedésüket nemcsak a közvetlen behozatal és a megváltozott környezet befolyásolja, hanem az ültetett növényekkel való spontán hibridizáció is. Ezekből fokozatosan fejlődnek új fajok, amelyek alkalmazkodnak a városi talajokhoz és klimatikus viszonyokhoz (Hough, 1995).

Tipikus városi élőhelyeknek minősülnek a felhagyott építési telkek, gyárterületek, vasúti töltések, út menti parkolók, de a város betonnal burkolt részein, a járda repedéseiben, az épületek mentén és a csatornahálózatban is képesek egyes ellenállóbb növényfajok megtelepedni, ahol a talaj hőmérséklete, nedvessége és kémhatása azt lehetővé teszi. A sajátos környezeti viszonyokat jelzi a fajok indikációs értéke is. Több a fény-, a hő- és a nitrogénkedvelő faj, kevesebb a savanyú kémhatású nedves talajt kedvelő növény (Kovács, 1985).

Az egyik leggyakoribb degradációs tényező városi környezetben a taposás, amelyhez csak kevés faj képes alkalmazkodni. Taposás hatására a talaj függőleges irányban erőteljesen tömörödik, vagy a lejtő irányában el is csúszik. A feltalaj széttöredezik, kimosódik, megkeményedik vagy elporosodik. A taposás jelentős növekedési rend-

ellenességeket okoz, hiszen hatására csökken a növekedési magasság, a hajtásszám nő. A társulásokban a kétszikűek száma lecsökken, így fűfélékben gazdag másodlagos társulásokká alakulnak. A leggyakoribb taposástűrő (és egyben jelző) növények a nagy útifű (*Plantago major*), a madárkeserűfű (*Polygonum aviculare*), az egynyári perje (*Poa annua*) és a sugártalan székfű (*Matricaria discoidea*).

A leggyakoribb taposástűrő társulások (Odzuck, 1987; Kovács, 1985):

- a zöldhúr-ezüstmoha (*Sagina-Bryetum arvense*): zömmel belső városrészekben, utak mentén, a járdákon a kövezet repedéseiben tipikus.
- az angolperje-útifű (*Lolium-Plantaginum maioris*): külső városrészekben, intenzíven taposott játszótereken, ösvényeken és utak mentén terjedt el.
- a madárkeserűfű-nyáriperje (*Polygonum-Poetum annue*): a taposásnak legjobban kitett helyeken gyakori.
- a rozsnok-egérárpa (*Bromo-Hordeetum murini*): falak, kerítések, gyalogjárók mentén előforduló, városhoz kötött társulás, mely kismértékben alkalmazkodott a taposáshoz.

A városi ültetett növényzet (fák és cserjék)

A belterjesen kezelt városi zöldterületek növényzete zömmel fákból és cserjékből áll, amelyek egy része őshonos társulás alkotó faj illetve Magyarországon nem őshonos de ellenálló faj (A „plantae urbanae” kifejezést Schouw használta először 1823-ban, amivel a városban és annak környékén megtelepedő és elterjedő idegen eredetű növényeket illette (Sukopp, 1998)). A jó alkalmazkodó képességre szükségük van, bár az ilyen zöldfelületeken általában nem annyira kedvezőtlenek a körülmények, mint az előbb bemutatott spontán vegetáció esetében.

A mesterségesen kiültetett fák, cserjék a kertészet „termékei”, ápolt és gondosan tenyésztett növények, melyek kielégítik a lakosság környezeti és kulturális igényeit. A különböző klónozási és oltási technológiákkal olyan növényeket hoztak létre, amelyek rezisztensek a betegségekkel, kártevőkkel szemben, ellenállónak a szárazsággal, a megváltozott talajviszonyokkal és a megnövekedett sótartalommal szemben. A fák magassága nem érheti el a felsővezetéseket, a leveleknek tolerálniuk kell a mérgező gázokat és a magas porszennyezést, a gyökérzetnek a bolygatást, ugyanakkor a föld alatti vezetékek és csőrendszerek szigorú határt szabnak a növekedésüknek. Az ideális városi fával szembeni követelmény, hogy dekoratív, gyorsan növekvő, de hosszú életű legyen, miközben előnytelen tulajdonság a keskeny levél, a tövis és gyümölcsök jelenléte, illetve a vékony, sérülékeny kéreg (Hough, 1995).

A városközpont az utcai sorfák számára általában kedvezőtlen a hősziget, valamint a levegő- és talajszennyezettség miatt, ezért különösen Szeged esetében érdemes olyan fajokat választani, amelyek fény- és melegkedvelők illetve szárazságtűrők. Ilyenek például a bálványfa (*Alanthus altissima*), a nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*), a bugás csörgőfa (*Koeleruteria paniculata*), a fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*),

a japánakác (*Sophora japonica*), a páfrányfenyő (*Ginkgo biloba*) és bizonyos jukka fajok (*Yucca sp.*), amelyek származási helyüket tekintve is Kelet-Ázsia és Amerika sivatagi, fűlsivatagi illetve melegebb klímaterületeiről származnak (Kovács, 1985). A telepített fák esetén a széles tűrőképesség mellett a dekoratív megjelenés is fontos, így gyakran találkozunk a városokban a korai juharral (*Acer platanoides*), a vadgesztenyével (*Aesculus hippocastanum*), a platánnal (*Platanus sp.*), az ezüshárssal (*Tilia tomentosa*), a liliomfával (*Magnolia sp.*) és tulipánfával (*Liriodendron tulipifera*).

3. Városi fauna

A városi környezet nem csak helyhez kötött növényzet számára jelent nagymértékben átalakult életteret, hanem az állatvilág számára is, igaz az állatok nagy része helyváltoztató mozgásra képes, így elhagyhatják a számukra kedvezőtlen környezetet. A városokban jelenlévő állatvilág tehát még kevésbé tekintendő az adott területre eredetileg jellemző természetes fauna „denaturalizálódott” maradványának, sokkal inkább ún. „kulturkövető” fauna jelleget ölt (Lányi, 2000). Akárcsak a növényeknél, az állatok esetében is nagyon nagy számban jelennek meg tájidegen fajok, egészen más élőhelyi környezetben honos területekről. Egyes fajoknál jóval nagyobb egyedsűrűség jellemző a városban, mint a természetes élőhelyén, ám a diverzitás alacsonyabb (1. táblázat). Ez részben annak is köszönhető, hogy a városi élőhelyek jelentős része mesterséges, tehát egészen más biotóp struktúra kialakulását teszi lehetővé. Különösen igaz ez az épületek által nyújtott speciális élőhelyekre, vagy a törmelék-, illetve hulladéktárolókra, mint szaporodási-, táplálkozási vagy pihenő helyekre, amelyeket nagyon speciálisan alkalmazkodott fajok népesítenek be, amelyek közül sok kizárólag városban fordul elő.

1. táblázat. Madarak biomasszájának és diverzitásának változása Helsink környékén az urbanizáció függvényében (Jakobs, 1975)

	Város (Helsinki)	Tanyák környéke	Természetes Erdő
Biomassza (kg/km ²)	213	30	22
Madarak száma (db/km ²)	1089	371	297
Fajok száma	21	80	54
Diverzitás	1,13	3,40	3,19

A növényzetnél már ismertetett csoportosítás szerint az állatok is különböző kategóriákba sorolhatók a városi környezettel szembeni tolerancia alapján (Sukopp-Wittig 1998):

Az *urbanofó*bok vagy teljesen kerülnek a beépített városi környezetet, vagy csak olyan természetközeli területen élnek, mint például egy igazán nagy kiterjedésű városi park, parkerdő, a várost átszelő természetközeli folyóvölgy, tópart vagy tengerpart.

A kozmopolita (*ubiquista*) fajok jó része szinte azonos gyakorisággal fordul elő városi és városon kívüli környezetben. Ezeket nevezzük *urbanoneutrális* fajoknak, ilyen például a házi veréb (*Passer domesticus*), a seregély (*Sturnus vulgaris*), a feketetergő (*Turdus merula*) stb.

Azok a fajok, amelyeknek valamelyik életszakaszuk vagy egész életük a speciális városi környezet kínálta adottsághoz kötődik az ún. *urbanofil* fajok. Szaporodásuk (pl. épületen belüli fészkelés), vagy a táplálkozásuk (pl. készletkártevők, hulladékból táplálkozók) olyan szorosan kötődik a településekhez, hogy azokon kívül szinte sohasem, vagy tartósan nem fordulnak elő. Ilyen faj például a házi patkány (*Rattus rattus*), a konyhai csótány (*Blatta orientalis*), a ruhamoly (*Tineola bisselliella*) vagy a lapostetű (*Phthirus pubis*).

A városi környezet az állatok esetében is számos ponton megköveteli az alkalmazkodást úgy egyed, mint populáció illetve társulás szintjén. A városi fajok szinte kivétel nélkül R-stratégisták jó alkalmazkodó képességgel, illetve eredetileg nyitott vagy erdőszegélyek élőhelyein éltek. Populációik gyorsan növekvők ám labilisak, genetikailag elszegényedők, az egyedek szaporodási időszaka rövid, gyorsan eléri az ivarérettséget. A fajok többsége széles ökológiai valenciájú, jól tűrik az átalakuló környezetet, ahhoz viszonylag gyorsan alkalmazkodnak. Sok közülük az emberi táplálékot kedveli, ezért vagy elkerülik a könnyen felismerhető kompetíciót az emberrel, vagy megkedveltetik magukat (Lányi, 2000).

A korlátozottan rendelkezésre álló terület miatt az egyedsűrűség nagy. A napi és éves ritmus a városban meghosszabbodik, az állatok reggel hamarabb kezdik az aktivitást (táplálékszerzés, párkeresés) és este később fejezik be, sőt a városi fényszennyezés miatt ez az idő extrémén kitolódhat, így bizonyos fajoknál szinte egész napos aktivitást tapasztalunk. A madarak fészekrakása is elhúzódhat, a költést hamarabb kezdik, de még késő ősszel is nevelhetnek fiókákat. Megfigyelték, hogy a városi fajok egy részének az élettartama is meghosszabbodik, egyes madárfajok 1–2 évvel, emlősök (egerek) 2–3 évvel is tovább élnek vadon élő társaiknál (Sukopp és Wittig, 1998). Ebben közrejátszik a viszonylag állandó és bőséges táplálék-ellátottság, valamint a természetes ellenségek hiánya, vagy csökkent száma. Az állatok viselkedése is megváltozik a városokban, hiszen már nem zavarja őket az ember jelenléte, a madarak akár vonulási ösztönüket is elveszíthetik (pl. a vörösbegy – *Erithacus rubecula*). A nagyvárosok területén ma 40–50 madárfaj található. Az egyik legrégebbi városi madár a feketetergő (*Turdus merula*), amely hazánk egyik leggyakoribb fészkelőjévé vált, s ma már gyakran költ a városszéli kertekben is, tehát urbanizációja megindult.

A tőkés réce Angliában már költ a nagyobb városokban is, ahogy Prágában is, Magyarországon azonban még nem indult meg a városiasodása (Schmidt, 1983).

A városokban élő állatvilág – néhány kivételtől eltekintve – általában kevésbé kutatott. Viszonylag sok információnk van azonban azokról a fajokról, amelyek valamilyen kárt okoznak az embernek, így például a kutatottabb csoportok közé tartoznak a készlet- és anyagkártévők, mint például a zsiszik (*Calandra granaria*), a ruhamoly (*Tinea pelionella*), a szobanövényeken élő kártévők pl. pajzstetű (*Pseudococcus sp.*) vagy az egészséget károsító emberi parazita fajok például a házipor atka (*Dermaphagoides pteronyssinus*), a különböző tetű- (*Anoplura sp.*) és bolha fajok (*Pulex sp.*), poloskák (*Cimex sp.*). A természetvédelmi szempontból értékes, a városokban menedéket találó, természetben is élő fajokról viszonylag sok adatunk van (baglyok, denevérek).

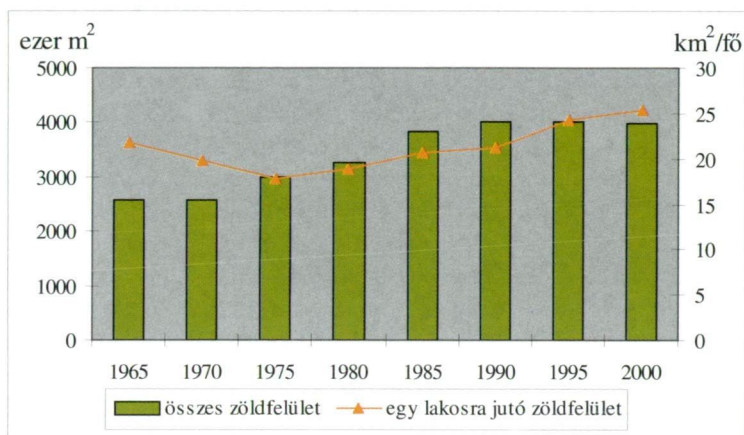
A városokban élő állatvilág speciális csoportja a háziállatoké, amelyek évezredes háziasítás eredményei és maguk is hatnak a többi fajra, illetve esetenként más fajok elterjedését (pl. élősködők) is elősegítik. Egy részük szigorú emberi kontroll alatt él, más részük viszont „visszavadul”, azaz kóbor állatként él a városi környezetben, konkurenciát jelentve a többi városi faj számára a táplálékforrásokért folytatott küzdelemben, vagy a táplálékláncban csúcsragadozóként jelennek meg.

Az ember közvetlen környezetében élő állatok általában komoly konfliktus forrásai a városok sűrűn lakott részein, egyrészt állatvédelmi, másrészt higiénias szempontból esetében annak ellenére, hogy a belterületi állattartás rendeletekkel szabályozott.

4. Városi zöldfelület típusok

A települések belterületének állandóan növényzettel fedett, más területhasználati egységekbe nem tartozó, közhasznú része *zöldfelület*ként definiálható (Meleg és Solymos, 1999).

A városok zöldfelületi ellátottsága alapvetően befolyásolja a lakók komfortérzetét, hiszen a zöldfelületek csökkentik a légszennyezést és zajterhelést, javítják a mikroklimatikus jellemzőket, felüldülést nyújtó kellemes környezetet biztosítanak az erősen beépített belvárosi régiókban. Mindemellett a jól kialakított városi zöldfelületek a települést bekapcsolják a régió tájszerkezetébe, ezért is fontos a tervezés során a biológiaiilag aktív és inaktív területek helyes arányának kialakítása. A jelenleg hatályos szabályozás szerint 10 m²/fő zöldfelület lenne kívánatos az igények ellátása érdekében. Szegeden a zöldfelületek mennyisége az utóbbi közel 40 évben folyamatosan nő, a legutóbbi adatok alapján 25 m²/fő értéket is eléri, bár bizonyos belvárosi területeken ez a mutató jóval kedvezőtlenebb (1. ábra). Más városokkal összehasonlítva Szeged zöldfelület ellátottsága jóval kedvezőtlenebb képet mutat.



1. ábra. Szeged zöldterületeinek (ezer m²) és egy főre eső összes zöldfelületének (km²/fő) alakulása 1965–2000 között

A városi zöldfelületeket alapvető rendeltetésük szerint két csoportra oszthatjuk: az ún. *termesztési célú* és *kondicionáló* zöldfelületekre.

1. *Termesztési célú zöldfelület* alatt a mező-, kert- vagy erdőgazdasági módszerekkel művelt, dominánsan gazdasági célú ültetvények és termesztő felületek összességét értjük. Az ilyen zöldfelületek sokkal nagyobb arányban vannak jelen a külterületen, de a belterületeken is előfordulnak (kertvárosi övezetek kertjei, belterületi üdülő- vagy iparterületek). A gazdasági hasznosság mellett azonban e felületeknek is van (olykor jelentős) ökológiai, kondicionáló szerepe, kialakításuk és művelésben tartásuk ezért településökológiai szempontból is fontos.

2. *Kondicionáló célú zöldfelületnek* nevezzük az olyan növényzettel fedett területek és ültetvények összességét, melyek az embert részint közvetlenül, részint közvetve érvényesülő közjóléti hatásokkal szolgálják. A kondicionáló hatás nagysága és intenzitása több tényezőtől függ, befolyásolják a talaj- és vízháztartás viszonyok, a beépített és burkolt felületek aránya, a növényállomány területi nagysága, tagoltsága, fajtaösszetétele, szerkezete, térbeli elrendezettsége. A kondicionáló hatás szempontjából döntő fontosságú, hogy a zöldfelület a környezeti adottságoknak (helyi klíma, talaj, vízháztartás viszonyok stb.) megfelelő, azokhoz alkalmazkodni tudó fajta-összetételű növényegyüttesekből álljon, amelyek környezetükkel szabályozott és intenzív anyag- és energiacsere-tartanak fenn.

A kondicionáló zöldfelületek további csoportosítása azt mutatja meg, hogy a zöldfelület gazdálkodás milyen módja alkalmazandó (illetve alkalmazható) a különböző funkciók esetén.

A *közparkok* a jelenleg érvényben lévő rendelkezések értelmében olyan területek, amelyek legalább 1,0 ha nagyságúak, ám ahhoz, hogy egy park-jelleggel kialakított

területen kialakulhasson a közpark fő értékét és értelmét jelentő ún. állományklíma, átlagos feltételek mellett legalább 3–4 ha nagyságú egybefüggő területre van szükség.

A *közkertek* a közparkokhoz hasonló funkciójú vagy a közpark egyik részfunkcióját betöltő, de a közparknál kisebb területű, közcélú zöldfelületi egységek.

Az OÉSZ előírásai szerint a települések területének legalább 1500 m² nagyságú, erdei fákkal és cserjékkel borított része minősíthető *közjóléti erdőterületnek*. A közhasználatra szánt erdőterületek a település kondicionálásán túl rekreációs, üdülési, turisztikai funkciókat is szolgálnak, s ennek megfelelően kiépítettek.

A városok fő zöld tömegét *sétányok, út- és térfák* adják, amelyek a település teljes területét átszövik. Vonalas jellegüknek fogva igen fontos összekötő szerepük van a település zöldfelületi egységei, illetve a település belső és külső területei között. A klasszikus városi fasorok jellemzője, hogy egy fajból állnak, közel azonos korúak és ezért egységes képet mutatnak.

A különböző intézmények területén létesítik az ún. *intézményi zöldfelületeket*. Az alapfokú közintézmények egy részére (bölcsőde, óvoda, általános iskola) jellemző, hogy rendeltetésük betöltéséhez megfelelően kialakított kertre, zöldfelületre van szükség, csak kerttel együtt létesíthetők. A különböző szolgáltatásokat nyújtó és nagyobb vonzáskörzetű középfokú közintézmények között is vannak olyanok, amelyek működéséhez nagy felületen növényzettel kialakított szabad tereket, kerteket kell kialakítani. Ilyen intézmények például a temetők, a fürdők és strandok, a sportlétesítmények, a kempingek, a botanikus- és állatkertek és arborétumok, a kiállító- és bemutató területek stb.

A *kondicionáló és védő ültetvények* kialakításának célja, hogy a különböző létesítményeket vagy környezetüket a környezeti ártalmakkal szemben megvédjék, a helyi klímát átalakítsák vagy befolyásolják. Ezek a zöldfelületek rendszerint nem közhasználatúak, hiszen ilyen funkciójuk nincs, de a közösségtől sem elzárt területek.

5. A zöldfelületek, mint a környezet állapotának befolyásolói és indikátorai

Miközben a beépített területek és az emberi tevékenység hatására meglehetősen nagy környezeti terhelés éri a városi élőhelyeket és élőlényeket, az anyag és energia-áramlás nem egyirányú, hiszen az élőlények is befolyásolják környezetüket, jelzik környezetük állapotát.

A városokban élő fák, cserjék és gyepek a közvetlen környezetük mikroklimatikus viszonyait jelentősen befolyásolják és átalakítják. A folyamatos párologtatás révén környezetüket hűtik, így az eltérő hőmérsékletű területeken megindulhat a légcseré, ami különösen fontos a nyári hőség mérséklésében. Ezen túlmenően a sűrű bokor-sorok, sövények a zajvédelemben játszanak jelentős szerepet. A levélfelületeken hatalmas mennyiségű por, szennyezés ülepedhet ki, így a városi parkok, kertek, fasorok

a levegő tisztaságát is pozitívan befolyásolják. Ezért a lakók klimatikus komfortérzete a zöldfelületekkel gazdagon ellátott városrészekben jobb, hiszen az ott élők a számukra kedvezőbb hőmérsékletű és páratartalmú, tisztább levegőjű területen élhetnek és pihenhetnek (Lányi, 2000).

A fenti fejezetekben láttuk, hogy vannak bizonyos fajok, amelyek szűk tűrőképességük miatt csak a városok legkevesbé terhelt területein fordulnak elő (urbanofób fajok), míg a tág tűrőképességű fajok gyakorlatilag a legmostohább környezeti feltételeket is képesek elviselni. Ezért egy-egy jellegzetes faj megjelenése – vagy az egyedek állapota – utal a környezet állapotára, annak indikátoraként tanulmányozható.

A városok éghajlati elemei közül a középhőmérséklet változását a növényfajok fenológiai fázisainak eltolódása jelezheti. Ez azt jelenti, hogy a városok központjában kialakuló hősziget a növények rügyfakadását, virágzási idejét és termésérlelését előbbre hozza – akár több héttel is – így izokrón vonalak rajzolásával következtetni lehet a hősziget kiterjedésére és mértékére.

A légszennyezés egyik leggyakrabban használt indikátorai a zuzmók, amelyek szövettani felépítésükből adódóan igen érzékenyen mutatják a levegő szennyezettségi fokát, így az egyes zuzmófajok egy érzékenységi skálán elhelyezhetők (Hawksorth és Rose, 1970). A legszennyezettebb városrészekben a zuzmók nem képesek megélni, így ott zuzmósivatag alakulhat ki, majd ahogy a levegő minősége javul a zuzmók úgynevezett küzdelmi-, majd normál-zónát alkotnak. Az örökzöld fenyők is hasonlóan érzékenyek a levegő minőségére. A városi lombos fák a fokozott légszennyezést leveleik elfeketedő színével és a fajra jellemzőnél kisebb levéllemezrel jelzik (Goudie, 2000). A nagyforgalmú utak menti ózonterhelésre a kerti tölcserke (*Petunia atkinsiana*), az orgona (*Syringa vulgaris*), a korcshe (*Trifolium hybridum*), a fehérhe (*Trifolium repens*) és az aprócsalán (*Urtica urens*) a levelek elsárgulásával válaszolnak. Hasonló reakciót váltanak ki a levegőből kiülepedő nehézfémek a bab (*Phaseolus vulgaris*) és a szilva (*Prunus domestica*) egyedeiből is.

Az élő szervezeteket érő károsító hatások különösen jól tanulmányozhatók bizonyos fafajok esetében. Ennek egyik oka, hogy a fák évgyűrűikbe és kérgükbe építik be a környezetszennyező anyagokat, így az évgyűrűk kémiai vizsgálatával évekre visszamenően tanulmányozható a talaj, a víz vagy a levegő szennyezettsége. Ezen túlmenően fák viszonylag nagy számban, csaknem minden városrészben nőnek, így a szennyeződések térbeli mintázatát is jelzik. (Ne feledjük, hogy rendszeres levegőkémiai mérések viszonylag rövid adatsorokat szolgáltatnak, s azt is csak a város néhány pontjáról!) A levegő kén-dioxid tartalmát például a kocsányos tölgy (*Quercus robur*), a korai juhar (*Acer platanoides*), a magas kőris (*Fraxinus excelsior*) és a kislevelű hárs (*Tilia cordata*) kérgének kémiai elemzése alapján is meg lehet állapítani. Az útmenti fák mechanikai sérülésének és pusztulásának mértéke, illetve a gépkocsialomány növekedése között is szoros összefüggés állítható fel (Géczi és Bódis, 2004).

Mivel az állatok helyváltoztatásra képesek, az egyre mostohábbá váló városi körülmények elől elvándorolnak. Így a környezeti terhelést mutatja, ha például a pillangók, lepkék, szöcskék, katicabogarak és méhek száma folyamatosan csökken. Bizonyos, fokozottan kedvezőtlené váló élőhelyekről olyan fajok is eltűnhetnek, amelyek extrémén urbanofil fajnak számítanak, így Budapest legforgalmasabb útjairól az utóbbi időszakban eltűntek a verebek (Lányi, 2000).

6. Esettanulmányok

A. Az utcai fák állapota Szeged belvárosában (Kiss Tímea – Bódis Katalin)

Szeged fakataszterének elkészítésére több szempontból is felmerült az igény. Egyrészt a Város Önkormányzatának kertészei azzal a kéréssel kerestek meg bennünket, hogy tervezzünk meg és készítsünk el a városi fákról egy olyan digitális állományt, amely segíti a fák szakszerű kezelését. Másrészt a fák egészségi állapotának értékelése a környezeti terhelésre is rávilágít, aminek ismerete nélkülözhetetlen a várostervezés, környezeti állapotértékelés során.

Célunk az volt, hogy kidolgozzuk a fakataszter elméleti és gyakorlati megvalósításának hátterét, illetve az elkészített adatállomány alapján értékeljük Szeged belvárosában lévő fák egészségi állapotát.

Mintaterület, módszerek

A fakataszter elkészítésének első lépéseként meghatároztuk a felmérésben szereplő fák paramétereit. Ezek a mutatók részben segítik a fák egészségi állapotának becslését, illetve jelzik, hogy a fa milyen környezetben van és mennyi károsodás érte.

A fakataszter az alábbi adatokat tartalmazza:

- Fafaj, fajta;
- Hely (utca, házszám, úttól való távolság, közvetlen környezet, fatükör mérete, benőtsége);
- Számszerű paraméterek (törzskörméret, törzsmagasság, lombkorona átmérő, lombkorona magasság);
- Gyökérzet (fedettség, egészségi állapot);
- Törzs (irány, egészségi állapot);
- Lombkorona (épség, egészségi állapot, vezetékekhez viszonyított helyzet);
- Tulajdonviszony;
- Különleges érték.

A felmérés alapjául szolgáló térkép a város digitális állományából származik, amelyből a következő fedvényeket használtuk fel: (1) a vonalas állományt az épületekkel, (2) a kiemelt burkolatokat (járda, utak) és (3) az egyéb burkolatokat (pl. fatükör).

A nagykorúton belüli utcák és terek faállományát 1999 tavaszán mértük fel (kb. 6000 fa), majd az adatfelvételt követően a fákat új fedvényként a digitális térképi állományhoz rendeltük. Az adatbázis létrehozásához Arc/Info-t (ver. 7.2.1.), a végső kezelőfelület kialakításához ArcView GIS 3.2. programot használtunk, ami lehetőséget ad arra, hogy tetszőleges paraméterek alapján csoportosítsuk és kijelöljük a fákat, így értékeljük a városi faállományt.

A jelenlegi esettanulmányban a Kiskörúton belüli és a körút belváros felé eső oldalán lévő utcai fák fakataszteri nyilvántartása alapján levonható következtetéseket mutatjuk be. A parkok állományát ebbe az elemzésbe nem vontuk be, hiszen célunk az volt, hogy a legnagyobb környezeti terhelést kapó utcai fák állapotát mutassuk be.

Eredmények

Fajösszetétel

A mintaterületen a felmérés időpontjában összesen 1362 fa élt, míg 191 üres fahelyet találtunk. A belváros igen gazdag fajajösszetételű, hiszen a felmért fák összesen 65 fajhoz tartoztak. A leggyakoribb fajok eloszlását a 2. táblázat mutatja. A domináns fajok általában egy-egy utcában, többé-kevésbé homogén fasorokként jelennek meg. Így például a kiskörutat nagylevelű hársak és nyugati ostorfák szegélyezik, a belváros északi utcáiban kislevelű hársakat, páfrányfenyőt ültettek, míg a nyírek zöme a déli városrészben található.

2. táblázat. Szeged belvárosában előforduló leggyakoribb fajok

	Fafaj	Egyedszám	%
1. nagylevelű hárs	<i>Tilia platyphyllos</i>	137	8,8
2. nyugati ostorfa	<i>Celtis occidentalis</i>	117	7,5
3. páfrányfenyő	<i>Ginkgo biloba</i>	98	6,3
4. kislevelű hárs	<i>Tilia cordata</i>	96	6,2
5. tuja fajok	<i>Thuja sp.</i>	90	5,8
6. lucfenyő	<i>Picea abies</i>	52	3,3
7. bugás csörgőfa	<i>Koelreuteria paniculata</i>	45	2,9
8. japánakác	<i>Sophora japonica</i>	45	2,9
9. ezüsthárs	<i>Tilia argentea</i>	35	2,2
10. magas kőris	<i>Fraxinus excelsior</i>	34	2,2
11. fekete nyár	<i>Populus nigra</i>	32	2,1
12. közönséges nyír	<i>Betula pendula</i>	32	2,1
13. kocsányos tölgy	<i>Quercus robur</i>	31	2,0
domináns fajok összesen		844	54,3
egyéb fajok		518	45,7

Fejlettség, egészség állapot

Szeged utcai fái viszonylag egyenletes *törzsmagasság* eloszlást mutatnak. Az utcai fáknak csak 0,4%-a haladja meg a 95 cm-es törzsmagasságot, a fák zöme (36%) 30–65 cm vastag, de jelentős részük (30%) nem éri el a 15 cm-es törzsmagasságot sem. Ez azt mutatja, hogy a városi faállomány igen fiatal, aminek egyik oka, hogy a belváros a lebetonozott, beépített területek nagy aránya miatt szélsőségesen száraz környezetnek számít, amit csak néhány ponton képesek a fák hosszú ideig elviselni, így a fákat folyamatosan fel kell újítani. A legvastagabb fák (>95cm) közé a nyugati osztorfák, japánakácok tartoznak. Ezen egyedek egységesen egészséges törzsrútek, lombosak, szárazodás jeleit egyáltalán nem mutatják. A legvékonyabb fák 17 különböző fajhoz tartoznak, sok közülük az örökzöld, a lombos fák közül a leggyakoribb a hárs csemete és a csörgőfa. Ezek már korántsem olyan egészségesek, mint idősebb társaik: közel 15%-nak dőlt, további 14%-nak sérült a törzse. Míg a nagyok lombzata ép volt, addig a kis fák egyötödének lombkoronája csonkolt, hiánybetegség jeleit mutatja, vagy kórokozó, szárazodás által károsított. Ez arra utal, hogy a fiatal csemeték az egyre fokozódó környezeti terhelést nem bírva kipusztulnak, így a fapótlások jelentős részét kis idő elteltével újra meg kell ismételni, illetve a kiültetett fák gondosabb kezelést kívánnak.

A fák *törzsmagassága* ritkán nagyobb 4 méternél, a fák felének törzse 2 méternél rövidebb, míg a forgalmas utak mentén elhelyezkedő fák törzsmagasságát úgy alakították ki, hogy 2–4 m közötti legyen, ami a járművek biztonságos közlekedéséhez elengedhetetlen. A faállomány 86%-a egyenes törzsű, a legtöbb ferde törzsű példány ott fordul elő, ahol az utcák szűkek és a környező házak magasak, ezért a fényért való küzdelem miatt a törzsek az utcák közepe felé nőnek.

Az utcai fáknak 18%-a *sérült törzsű*, ami azt jelenti, hogy vagy mechanikai sérülés (az esetek fele), vagy valamilyen kórokozó (a sérült fák egyharmada), vagy szárazodás jelei figyelhetők meg. A mechanikai sérülések zöme a kiskörút mentén látható, ami egyértelműen a járműforgalommal hozható kapcsolatba, míg a kórokozók általi károsítást részint az öregebb fák törzsén, részint egyes fertőzött facsoportokban találtuk.

A fák vízellátottsága, a gyökerek szellőzőtsége és a tömörödöttség szempontjából fontos a *gyökér közvetlen környezetének* fedettsége (1 méteres sugarú körön belül). A fák háromnegyede talajjal fedett gyökerű, ami kedvező állapot a fák számára, ahogy az is, hogy további 15% gyephezagos burkolattal, kavicsal fedett. Azonban néhány helyen, főleg a belváros északi részében, a fák 5%-a betonból „nő ki”, a kiskörút mentén pedig viszonylag sok (6%) olyan fával találkozunk, amelyeknek gyökerei már a felszínen vannak, s ezek fele már valamilyen sérülés jeleit is mutatja. Szegeden igen elterjedt, hogy a lebetonozott felületekben egy átlagosan 2x2 méteres (sajnos gyakran csak 1x1 méteres) ún. fatükröt szabadon hagynak a fák számára. A belvárosban a fák 36%-a nő fatükrökben, háromnegyedük a körút és néhány szélesebb,

forgalmas út mentén található. Szerencsére csupán a fatükrökben élő fák 10%-a nőtte be a fatükrének több, mint felét (ezek gyökere csaknem mindig sérült), így a fák zömének még rendelkezésére áll némi hely a növekedéshez.

A leggyakoribb fajok fejlettségi, egészségi állapota

A belváros leggyakoribb fái a *hárs*ak. A legidősebb egyedek a nagylevelű hársak közé tartoznak, hiszen 70%-uk törzskörmérete meghaladja a 100 cm-t, miközben a kislevelű hárs egyedei jóval fiatalabbak, csupán egyharmaduk éri el ugyanazt a területet. A nagylevelű hárs egyedeinek csak 2%-a ferde törzssű, szilárd burkolattal fedett gyökerűek, sérült törzssűek, ugyanakkor a kislevelű hársak 10%-a dőlt törzssű, további 15 % pedig valamilyen sérülés jeleit mutatja. A kislevelű hársak kedvezőtlenebb környezeti feltételeit tükrözi az is, hogy az egyedek fele van fatükrökben, miközben a nagylevelű fajoknak csupán 30%-a.

A hársak után a leggyakoribb utcai sorfaként a *nyugati ostorfát* ültették. A kiültetett, több, mint száz fának egyhatoda 95 cm-nél vastagabb, harmada pedig 3 méternél magasabb törzsszel, magas és széles lombkoronával rendelkezik. Mivel a legforgalmasabb utak mellé ültetik, igen sokfajta sérülés veszélyezteti ezeket az egyedeket: 85%-uk fatükrökben van, csupán 40%-uknak fedett talajjal a gyökere, 30%-nak fedetlen, sérült a gyökere, míg 25%-nak szilárd burkolattal fedett. A gyökerek nem megfelelő életkörülményei miatt a fák 15 %-a dőlt törzssű. Ugyanakkor a fák fele fölött valamilyen légvezeték húzódik, így zömüket folyamatosan csonkolják. Mindezen kedvezőtlen környezeti hatások ellenére az ostorfák sem szárazodás tüneteit, sem kórokozók nyomait nem mutatják, tehát jól alkalmazkodtak a városi környezethez.

Míg az ostorfák nagynövésűek, ezért a szélesebb utcákra, körutakra telepítették őket, addig a viszonylag kisméretű *csörgőfák*at a kisebb utcákra ültették, ahol alapvetően meghatározzák az utcaképet. Ezek a fák néhány kivételtől eltekintve nem vastagabbak 35 cm-nél, kis törzsmagasságúak és lobkorona méretűek. Mivel szűk utcákra telepítették, 90%-uk kis méretű (1x1 m) fatükrökben nő, felének a törzse dőlt, harmaduk pedig mechanikailag sérült. Viszonylag gyakran (15%) jelentkeznak rajtuk a szárazodás és a hiánybetegségek jelei, ami azt mutatja, hogy a városi környezetet elviselik ugyan, de nagy odafigyelést, gyakori pótlást igényelnek.

Összegzés

A fakataszter készítése során minden egyes fáról 25 adatot vettünk fel, és azt beillesztettük a város digitális térképállományába, így egy könnyen kezelhető adatbázist kaptunk. A kiskörúton belül, a parkok állományát kivéve összesen 1362 utcai fa fejlettségét, egészségügyi állapotát elemeztük. Összesen 65 fafaj egyedei találhatóak meg a belvárosban. A legnagyobb állománya a nagylevelű hársnak van, a második leggyakoribb állományt a nyugati ostorfa alkotja, amelynek szépen fejlett egyedei

a belváros legforgalmasabb, leginkább szennyezett és leginkább igénybevett útjai mentén nőnek. Ezek az egyedek a környezeti hatások ellenére is egészségesek. A legveszélyeztetettebbek a fiatal fák, amelyek bár egészséges gyökérzetűek, gyakran különböző mechanikai sérülések, hiánybetegségek és szárazodás jegeit mutatják.

Tehát az utcai fák összességében még csak kismértékű károsodás jeleit mutatják, viszont a fiatal fák rossz egészségi állapota arra utal, hogy a jövőben egyre nagyobb odafigyeléssel, egyre több ráfordítással lehet csak új fákat kiültetni és felnevelni.

B. Szeged környezeti terhelésének vizsgálata fák évgyűrűinek nehézfém-tartalma alapján (Kiss Tímea – Szatmári Mihály – Jóri Zoltán)

A kutatás célja az intenzívebb környezeti terhelésnek kitett városrészek feltérképezése. Ez összevethető mindazon adottságokkal, amelyek a lakók valós komfortérzetét meghatározzák (pl. zöldfelületek távolsága, beépítettség jellege és sűrűsége, forgalmas utaktól mért távolság). Mivel a növényvilág állapota utal a terület társadalmi, gazdasági, kulturális és környezet-egészségügyi helyzetére (Lányi, 2000), a szennyezéseket (réz, cink, kadmium és ólom) bemutató térképek átfedésével a város eltérő adottságú ökokörnyezeti egységekre bontható, amelyekben a lakosság életfeltételei is különböznek. Ez a környezeti szegregáció előbb vagy utóbb társadalmi szegregációt is okozhat, ezért ismerete alapvetően fontos a célorientált városökológiai tervezésben.

Az ökológiai állapotjelzők (talaj-, víz-, vegetáció-, levegőminőség) közül azért választottuk ki a levegő-növényzet-talaj rendszert, mert a vegetáció a legkönnyebben vizsgálható élő rendszer, míg további talajtani mérésekkel és légszennyezettség vizsgálatokkal megadható, hogy milyen eredetű lehet a szennyezés (levegőből ülepedik-e ki, vagy sem).

A kutatáshoz fás szárú növényeket választottunk, mert a fák jól tükrözik, hogy milyen mértékben juthatnak nehézfémek az élőszervezetbe. A fák különösen alkalmasak ilyen vizsgálatok elvégzésére, mivel (1) hosszú életűek; (2) helyhezköttetek; (3) évgyűrűket növesztenek, így könnyen datálható anyagot termelnek; (4) különösebb károsítás nélkül egyszerűen megmintázhatók (Lepp, 1975).

Mintaterület, módszerek

A vizsgálatot Szeged teljes területén végeztük dendrokémiai és talajtani mérések segítségével. A környezet nehézfémterhelésének eloszlása szempontjából figyelembe kellett vennünk, hogy Szeged:

- talajai nagyrészt magas szervesanyag tartalomú városi talajok, amelyek a mesterséges feltöltés révén jelentős vastagságúak is lehetnek (3–6 m) (Farsang és Jóri, 1999);

- jellegzetesen mezőgazdasági funkciójú tájban fekszik, természetes növényzet csak a Tisza zöldfolyosója mentén található (fűzállományok, ártéri ruderalis növényzet);
- az ipari tevékenység mérsékelt (néhány vegyipari és textilipari gyár, élelmiszeripari üzemek);
- a városba irányuló illetve az azon áthaladó forgalom jelentős, ezért a közlekedésből eredő lég- és porszennyezés időnként eléri az egészségügyi határértékeket (Pasinszki, 1996).

Szeged egész területéről, egyenletes sűrűséggel vettünk fa- és talajmintákat 1999-ben és 2005-ben. A mintavétel során alapvető szempont volt, hogy (1) lehetőleg olyan fajokat válasszunk, amelyek nagy egyedszámban élnek a város egész területén, (2) a nehézfémeket hasonló mértékben akkumulálják és (3) olyan egyedeket, amelyeket hasonló környezeti hatás ér (pl. utak mentén). Ezeknek a szempontoknak felelt meg a nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*) és a fekete nyár (*Populus nigra* ssp. *italica*). Ha a két faj egyedei egymás mellett fordultak elő, akkor mindkét fajt megmintáztuk, hogy összehasonlítható legyen a bennük levő nehézfém-terhelés különbözősége. Felmérésenként 72 fából vettünk mintát, törekedve arra, hogy a két felméréskor ugyanazt az egyedet mintázzuk meg. A fák alatt levő talajokból is történt mintavétel, 10–20 cm mélységből. Az utak menti szennyeződés feltérképezésére több fát megfűrtünk a Bajai út és a Kossuth L. sugárút mentén, illetve ezen utakra merőlegesen az Eszperantó utcában és a Kávária téren, hogy megállapítsuk, meddig terjed a közlekedésből eredő szennyeződés.

A fákat börtüzeses módszerrel mintáztuk meg 1 méteres magasságban. Az utolsó 5 év évgyűrűit (1995–99 illetve 2001–2005) leválasztottuk a fúratokról, majd kiszárítottuk, a tömegét lemértük. Salétromsavas és perklórsavas feltárást követően atomabszorpciós spektrofotométerrel (Perkin–Elmer 3110) mértük meg a fák által akkumulált nehézfémek mennyiségét (ppm). A talajmintákat a Lakanen–Erviö módszert követve tártuk fel (ammónium-acetát pufferrel 0,02 M EDTA oldatban), majd a méréseket spektrofotométerrel végeztük.

Eredmények

Először a fákban felhalmozódott nehézfémek alapján a környezeti terhelés időbeli változását vizsgáltuk meg az 1995–1999-es és a 2001–2005-ös adatok összevetésével, majd a nehézfémek térbeli elterjedését. A fák és a talajok nehézfém-tartalmának összehasonlításával a szennyezés eredetét próbáltuk meghatározni. A kutatás legutolsó lépéseként a nehézfémek fákban mért mennyiségét mutató térképeket összevetettük a beépített területekkel, hogy rávilágítsunk arra, mely részeit éri a városnak a legnagyobb környezeti terhelés, s így mely városrészek nyújtják a legkevésbé kedvező környezeti feltételeket az ottlakók számára.

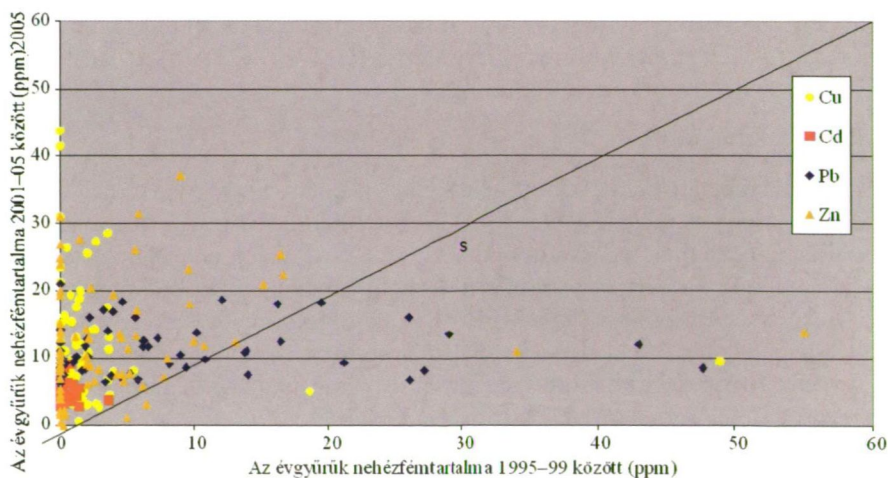
A fákban mért nehézfémértékek időbeli változása 1995 és 2005 között

A fákban felhalmozódott nehézfémek mennyisége jelentősen megváltozott az elmúlt 5 évben a korábbi időszakhoz viszonyítva (3. táblázat), ahogyan ezt a minták átlagértékeinek jelentős növekedése is mutatja: az ólom és a cink mennyisége 2–3-szor magasabb lett, míg a kadmium és réz értékei már egy nagyságrenddel nőttek. Ugyanakkor a minimum és maximum értékek egyre inkább közeledtek egymáshoz, ami azt tükrözi, hogy míg korábban bizonyos mintavételi helyek erősen szennyezettek vagy éppen szennyezés-mentesek voltak, addig ma a várost egy egyenletesebb eloszlású, ugyanakkor magasabb mértékű nehéz-fémterhelés jellemzi.

3. táblázat. Az évgyűrűkben a két vizsgált időszak alatt (1995–99 és 2001–05) mért nehézfém-tartalom (Cu, Zn, Pb, Cd) összehasonlítása

fém	réz		cink		ólom		kadmium	
időszak	1995–2000	2000–2005	1995–2000	2000–2005	1995–2000	2000–2005	1995–2000	2000–2005
átlag (ppm)	2,3	22,4	4,4	12,7	6,4	11,0	0,2	5,0
maximum (ppm)	48,9	236,9	55,1	37,2	47,6	21,0	3,6	9,1
minimum (ppm)	0	0,6	0,0	0,4	0,0	6,2	0,0	2,8

Csaknem minden mintavételi ponton, minden vizsgált nehézfémre igaz az, hogy mennyisége az elmúlt 5 évben megnőtt. A diagramban a 2005-ben mért nehézfém-tartalmat az 1999-es adatok függvényében ábrázoltuk (2. ábra). Amennyiben a fákban az értékek nem változtak volna, akkor az $x = y$ függvény vonalára kellene illeszkednie a pontoknak. Ugyanakkor a pontok java része ettől a vonaltól feljebb helyezkedik el, ami egyértelműen tükrözi a fatörzsbe beépült nehézfémek mennyi-



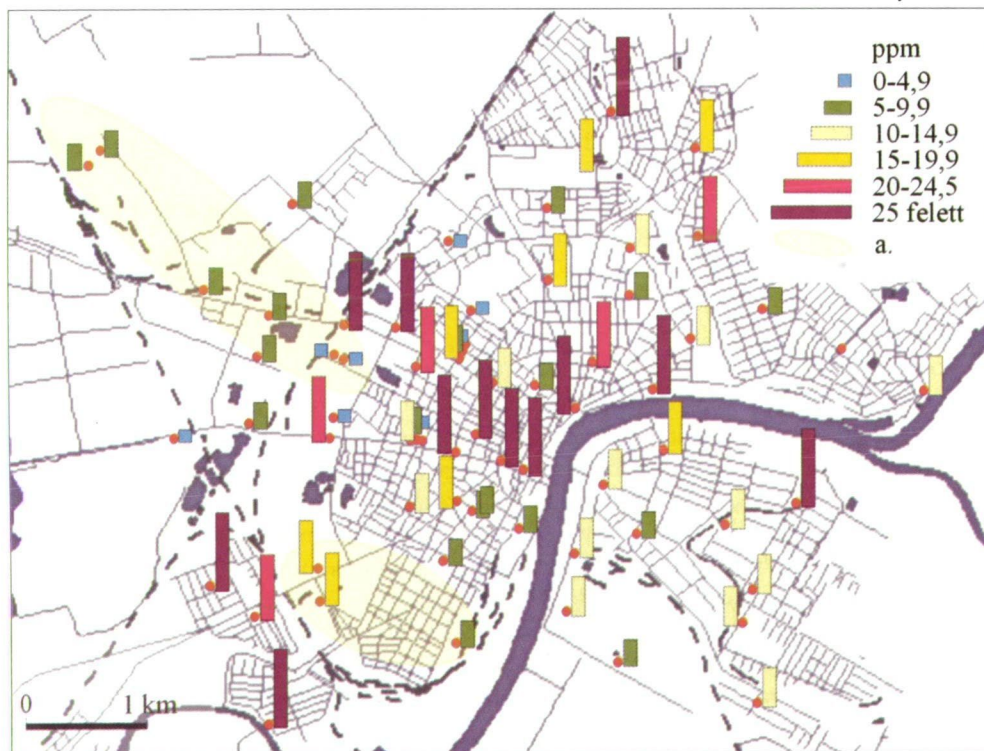
2. ábra. Az évgyűrűkben a két vizsgált időszak alatt (1995–99 és 2001–05) mért nehézfém-tartalom (Cu, Zn, Pb, Cd) változása

ségének megnövekedését. Ez alól a tendencia alól leginkább az ólom mennyiségének a változása tér el, hiszen jónéhány ponton a fákban található nehézfémek mennyisége lecsökkent.

A környezeti terhelés mértékére utal az adott időszakban termelt biomassa mennyisége is. Az 1995–1999-es években az 5 évgyűűi átlagos száraztömege 0,29 g volt, ugyanakkor 2000–2005 között már csak 0,21 g. Ez a drasztikusnak mondható (28 %) csökkenés kétségtelenül arra utal, hogy a fák életfeltételei fokozatosan romlottak az elmúlt időszak során.

A nehézfémek területi eloszlása a fákban mért értékek alapján

A legmagasabb *réz* értékeket az 1995–99-es periódusban a város ipari területének központi részén elhelyezkedő fákban mértük, ezért valószínűsítettük, hogy a szennyeződés innen származott. Ugyanakkor a városközpont fáiban kisebb réz tartalmat mértünk, ami arra utalt, hogy itt a szennyeződés felhalmozódását megakadályozták a magas, sűrűn elhelyezkedő épületek, így a szélárnyékukban lévő fákra nem ülepedhet le réz. Azóta ezen a területen egyre kisebb mértékűvé vált az ipari tevékenység, így 2001–05 között már nem az iparterület volt a „legszenyezettebb”, hanem az ettől délkeletre lévő területek és a belváros (3. ábra). Tehát a szennyeződés



3. ábra. Dendrokémiai módszerekkel mért réztartalom (ppm) eloszlása Szegeden 2001–05 közötti időszakban és az 1995–99-es időszak magasabb rézszenyeződéssel jellemezhető területei

gócpontjai áttevődtek délkelet felé. Mindeközben újabb pontokon (északi és délnyugati városrészek) jelentek meg olyan fák, amelyek több rezet akkumuláltak. Ugyanakkor a réz abszolút mennyisége drasztikusan megnőtt: a minták réztartalmának átlaga megtízszereződött. A rézmennyiség megnövekedése a szennyeződés térbeli áttevődésével is járt, ezen változások okát azonban – megfelelő levegőszennyezettségi adatok hiányában – nem lehet megadni.

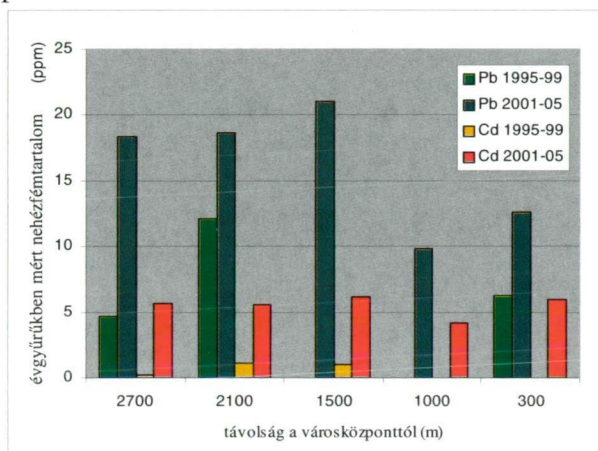
A *cink* mennyiségének térbeli eloszlása a két vizsgált időszakban kevésbé változó mintázatot mutat, ugyanakkor mennyisége is „csupán” megháromszorozódott. Nagyobb cinkfeldúsulások a város külső peremeit jellemzik, a belső városrészekben és Újszegeden minimális mértékben halmoztak fel a fák cinket.

Sem a cink, sem a réz mennyisége nem mutatott semmiféle tendenciózus változást a főutaktól távolodva. A 2005-ös mérés alkalmával az Eszperantó utca egy fájánál tapasztaltunk kiemelkedő mértékű cink és réz akkumulációt, ami valószínűleg a közelben lévő szeméttároló kicsorgó csurgalék vízből kerülhet ki. Megfigyeléseink szerint a Kálvária téri fák esetében a cink és réz mennyisége arányban áll a fák korával, lombkoronájuk méretével, ami arra utalhat, hogy ezek az elemek a levegőben lévő por kiülepedésével kerülnek a fák leveleire, majd szövedeibe. Ezt támasztotta alá Lepp (1975) is, akinek vizsgálatai szerint a növények a leveleiken keresztül nagy mennyiségű réz és cinkfelvételre képesek, tehát igen jól tükrözik a levegőből eredő szennyeződést.

Az ólommentes benzin használata 1999 óta általános, így az 1995–99-es évek olyan periódust ölelnek fel, amikor *ólom* még jelentős mennyiségben juthatott ki a környezetbe, ugyanakkor 2001–2005 között mennyiségének „elvileg” csökkennie kellene. Mivel az ólomszennyezés alapvetően a közlekedésből eredhetett, az ólom mennyiségét két szempontból vizsgáltuk: (1) az utak mentén a szennyeződés alakulását, illetve (2) az utaktól távolodva a fák ólomszennyezettség mértékét.

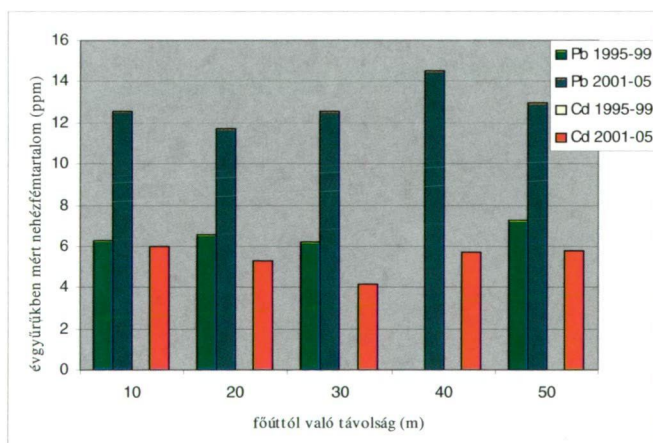
Hasonlóan egyéb európai felmérésekhez (Watmough, 1999) a vizsgált sugárutak mentén a fákban mért ólom mennyisége magas, közel duplája volt a kevésbé forgalmas területeken, parkokban mért mennyiségnek. Azonban míg a Bajai úton mért ólom mennyisége a centrum felé folyamatosan nőtt, addig a Kossuth L. sugárúton mért ólom szennyezés mértéke nőtt a külső (elkerülő) körútig, itt lecsökkent, majd tovább nőtt a centrum felé (4. ábra). Ez egyrészt rávilágít arra, hogy a városba bekerülő szennyezés csökkentésében milyen nagy szerepe lehet az elkerülő utaknak. Másrészt a centrum felé növekedő ólomszennyezettséget az is okozza, hogy a beépítettség mértéke is nő, az utcák egyre szűkebbé válnak, így mint egy csapdában, felhalmozódik a kiülepedő (ólom)por mennyisége. Ezt támasztják alá Pasinszki (1996) mérései is, amely szerint az ülepedő por mennyisége egyenes arányban áll a levegő ólomszennyezettségével. A két felmérési időszakot összehasonlítva érdekes eredmény adódik: az utak mentén a fák 2000 előtt harmad–negyedannyi nehézfémeket halmoztak fel, mint azóta (bár a korábbi nagy maximumokkal jellemezhető fák némelyi-

kében csökkent a mennyisége). Ez tehát nem tükrözi az ólommentes benzín elterjedésének várt, pozitív hatását.



4. ábra. Az ólom és kadmium mennyiségének (ppm) változása a fákban a Kossuth L. sugárút mentén 1995–99 és 2001–05 között

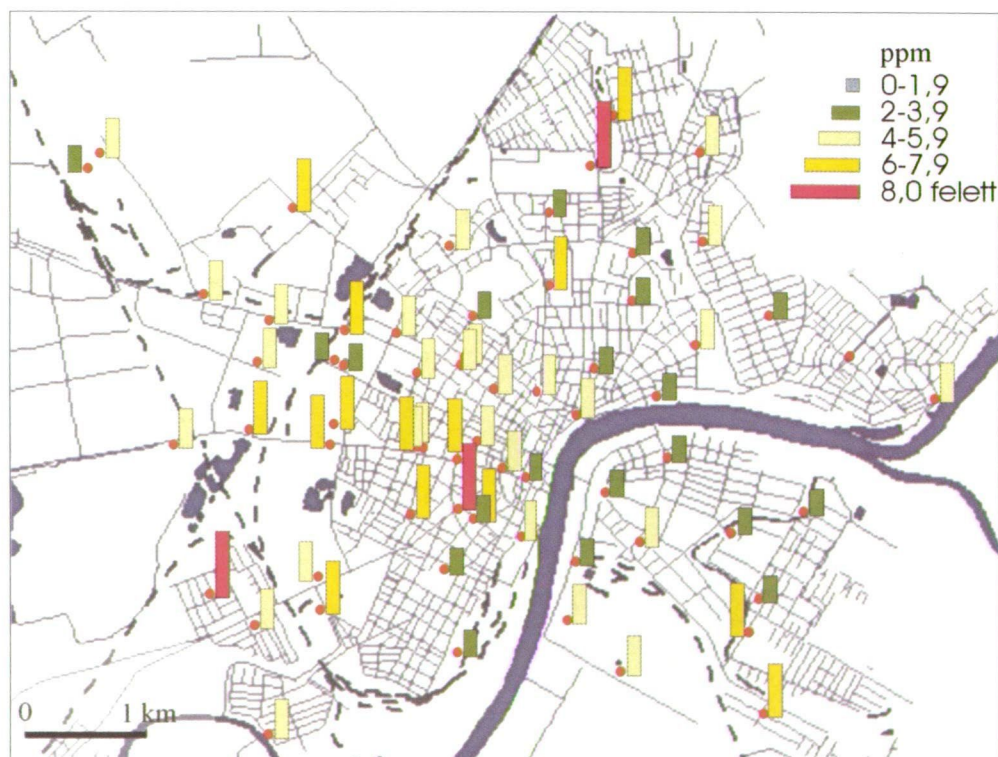
Megvizsgáltuk azt is, hogy az utak ólomszennyezettsége milyen távolságig jut el. Az 1999-es adatok azt mutatták, hogy az égvűrűkben az ólom mennyisége alig változott a főúttól távolodva (5. ábra), még az utolsó, a főúttól 50 méterre lévő fában sem csökkent le számottevően a mennyisége, szemben az irodalmi adatokkal, ahol 20–25 méterig mutatták ki a főutak légszennyező hatását (Kardell és Larsson, 1978). Sőt, a belsőbb fákban magasabb ólomtartalmat mértünk, ami annak a következménye is lehet, hogy a por és a hozzá kapcsolódó ólomszennyezés a belsőbb, szél-



5. ábra. Az ólom és kadmium mennyiségének (ppm) változása a fákban egy forgalmas úttól (Kossuth L. sgt) távolodva az Eszperanto utca példáján 2001–05 között

csendesebb területeken jobban kiülepedhetett. Hasonló tendenciát mutatnak a 2005-ös adatok is, bár az ólommentes benzin használatának ellenére a fák jóval több ólmot halmoztak fel.

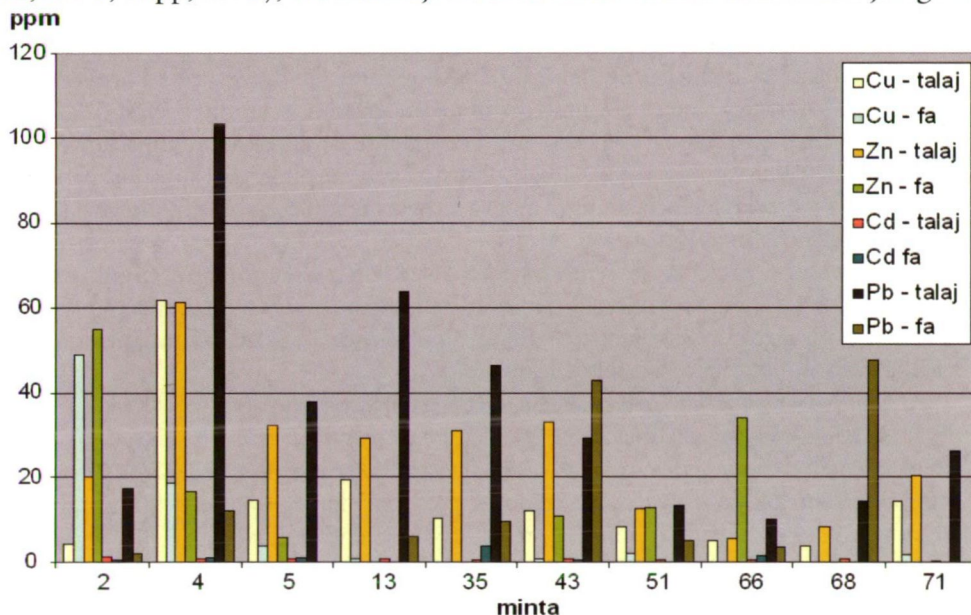
Mérhető mennyiségű *kadmiumot* az 1995–99-es periódusban csak a fák negyedében mértünk (rendszerint 1,0 ppm alatt), ugyanakkor 2001–05 között mennyisége megnövekedett (már nem volt 2,0 ppm alatti érték). Míg 1995–99 között a kadmium csak bizonyos helyeken dúsult fel, például a város központ forgalmas keresztezéseiben, addig 2005-re már mindenütt megjelent, de különösen a forgalmas utak mentén (4. ábra), az ólom mennyiségi változásaihoz hasonló tendenciát mutatva (6. ábra). Összehasonlítva az ólom és a kadmium szennyeződés térbeli elterjedését jól látszik, hogy mindkettő ugyanazon helyeken érte el a legnagyobb koncentrációt. Ez arra utal, hogy a kadmium is a közlekedésből származik, az autógumik kopása és diesel-üzemű járművek révén jut a levegőbe (Csathó, 1994). A főútról nyíló utcák fái azt mutatják, hogy míg 2000 előtt itt nem volt kimutatható ez a fém az évgyűrűkben, addig a 2005-ös mérésakor már igen, mennyisége a főúttól való távolsággal fokozatosan csökkent, s csupán attól 60 méterre csökkent le teljesen (5. ábra).



6. ábra. Dendrokémiai módszerekkel mért kadmium koncentráció (ppm) eloszlása Szegeden 2001–05 közötti időszakban

A fákban és a talajban mért nehézfémek mennyiségének összehasonlítása

A talajmintavételi pontoknál a talajból a növények által felvehető *réz* és *cink* mennyisége rendszerint meghaladta az évgyűrűkben mért mennyiséget (7. ábra). Ez utalhatna arra, hogy a fák ezt mind a talajból veszik fel, de az esetek 20 %-ában a fák több *rezet* és *cinket* tartalmaztak, mint az a talajban felvehető mennyiségben jelen volt. Ez különösen a város északnyugati területein volt látványos. A növényélettani vizsgálatok szerint a fák *rézfelvétele* a leveleken át a legjelentősebb (Temminghoff et al., 1998; Lepp, 1975), ezt támasztja alá ezen fémek területi eloszlásának jellege is.



7. ábra. Ugyanazon mintavételi pontokon a fákban és a talajból vett minták nehézfém-tartalmának (ppm) összehasonlítása

Ahol a talaj és a fa mérhető mennyiségű *kadmiumot* tartalmazott, ott az esetek 80 %-ában a növényekben magasabb volt mennyisége, mint a talajban, illetve a legnagyobb abszolút mennyiséget is évgyűrűben akumulálva találtuk. Ez utal arra, hogy ez az elem is a levegőből származik, hiszen

- növények könnyen abszorbeálják (Kardell és Larsson, 1978);
- a leveleken keresztüli felétel a legjelentősebb (Lepp, 1975);
- a talajban is viszonylag mobilis lehet, de csak alacsony pH mellett (Csathó, 1994), míg a megmintázott talajok inkább semlegesek vagy enyhén lúgosak voltak.

Az *ólom* mennyisége csupán két esetben volt kisebb a talajban, mint a fában, tehát zömét a talajból veheti fel, de bizonyos mennyiséget a leveleken, törzsön keresztül is felvesz (Lepp, 1975).

Összegzés

A fákban mért nehézfémek területi eloszlását összevetettük a város beépítettségi típusaival, ami utal a különböző városrészekben élők környezeti terhelése. Mivel a vizsgált nehézfémek nagyrészt a levegőből ülepedtek ki, s ezt építették be a fák, hisz-szük, hogy hasonló mértékű lehet a belélegzett levegőn keresztül az emberi szervezetbe jutó nehézfém-terhelés mértéke is.

A *sűrűn beépített belvárosi övezet* átlagos környezeti háttérterhelése 1995–99 között viszonylag alacsony volt, különösen a központban. Ennek döntő okát abban látjuk, hogy a sűrű beépítettség miatt a magas házak árnyékoló hatása miatt nem itt ülepedett le a szennyeződés. Azonban 2001–05 között már ez a területre is egyre több nehézfém jutott el, halmozódott fel. Míg 2000-ig ennek az övezetnek a környezeti kockázata a közlekedés miatt a főutak mentén koncentrálódó ólomterhelésből adódott, de csak azokat az élőlényeket érintette közvetlenül, amelyek a forgalmas utaktól legfeljebb 50–60 m-es távolságra vannak, illetve helyi-, vagy helyközi autóbuszpályaudvarok közvetlen közelében, addigra mára a terhelés egyenletesebb lett, ugyanakkor átlagos mértéke is megnőtt.

A város északi részében lévő *lakótelepeket* kelet felé csökkenő háttér szennyezés jellemzi, kivéve a Víztoronytérén lévő mintavételi hely környékét. A lakótelepi gyűrű tehát három szegregálódó körzetre osztható, amelyek közül a középső, tarjáni kínálja a leghátrányosabb környezeti feltételeket.

A *szuburbán területek* ipartelepek felé, illetve a belváros felé eső részei (Rókus, Alsóváros) a legszennyezettebbek, és időben egyre növekvő terhelést mutatnak. Általában a délkeleti, újszegedi városrész környezeti terhelése a legkisebb. A legszennyezettebb területek főként az utak mentén jelentkeznek, illetve pontszerűek, a korábbi szemétkerakók, közlekedési csomópontok körül koncentrálódnak.

Az *ipari területek* közül 2000-ig főleg az északi, nagy terület volt igen szennyezett, de a többi kisebb ipari objektum térsége is igen magas értékekkel rendelkezett. Ezek a város egyetlen olyan területei, ahol a fákban mért nehézfémek abszolút értékei csökkentek, bár még mindig magasnak mondhatók.

Összességében megállapítható, hogy a fák, mint élő szervezetek szövetmintái jelentős szennyeződésbeli eltéréseket tükröznek. Míg Szeged 1995–99 között alacsony nehézfémterheléssel volt jellemezhető, addig 2005-re ez a kedvező helyzet egyre romlani látszik, hiszen a város egészén a nehézfémek megjelentek az élő szervezetekben, illetve mennyiségük megsokszorozódott. Mivel a szennyeződés mértéke ma még viszonylag alacsony, így a potenciálisan szegregálódó területek különbsége is csekély, valószínűtlennek látszik, hogy ez rövid távon alapvetően befolyásolja a városon belüli lakossági mobilitást.

C. A fenológiai fázisok és a városi hősziget közötti összefüggések vizsgálata Szeged és Debrecen példáján (Gulyás Ágnes)

A fenológiai megfigyelés régóta alkalmazott bioindikációs kutatási módszer, amelyet kezdetben főleg az agrometeorológia körében használtak (Frezer, 1995; Schwarz, 1999; Szász, 1997). Az utóbbi években távérzékelési adatokkal kiegészítve számos más területen is alkalmazzák, részben a globális klímaváltozás növényzetre gyakorolt hatásának kimutatásában (Defila és Clot, 2001; Valentini et al., 2001), illetve finomabb felbontásban a városklíma növényzet-módosító hatását vizsgálva (pl. Roetzer et al., 2000). A városi környezet számos szempontból jelentősen módosult életkörülményeket jelent a növények számára, így a fenológiai megfigyelések során kirajzolódó mintázat a város ökológiai-mikroklimatológiai struktúrájának képét tükrözi vissza (Karsten, 1986). Az irodalmi adatok azt mutatják, hogy a különböző növényfajok virágzási időpontjai hamarabb következnek be az urbanizált térségben, mint a rurális régióban (Roetzer et al., 2000). A fenológiai fázisok eltolódása komplex folyamat eredménye, ami pozitív korrelációt mutat a városi hősziget intenzitásával.

A tanulmány célja ezen öko-klimatikus hatások elemzése két alföldi város (Debrecen és Szeged) példáján.

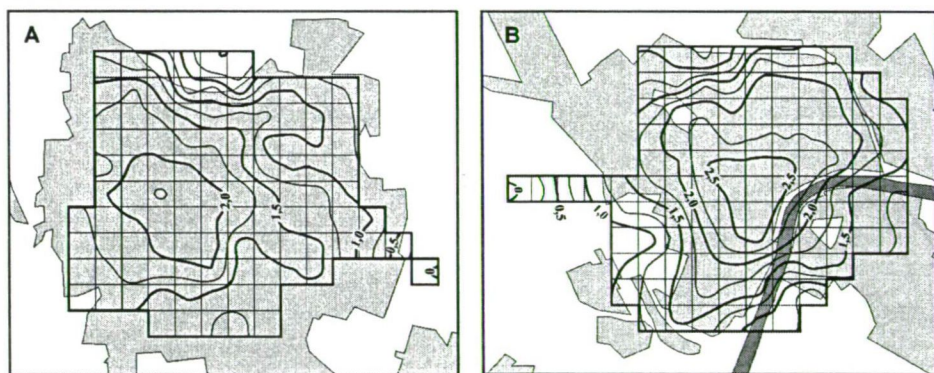
Mintaterület és módszerek

A két vizsgált város az Alföld ÉK-i illetve a D-i részén terül el, közigazgatási területük közel azonos (kb. 300 km²). Debrecen tengerszint feletti magassága 120 m, Szegedé 79 m. Szeged városszerkezetére az 1879-es nagy árvíz utáni újjáépítés során kialakított sugárutas–körutas városszerkezet jellemző, amelyben a legintenzívebben beépített a belváros és az É–ÉK-i területeken elterülő panelházas lakótelepi övezet. Debrecen esetében a belváros valamivel kisebb kiterjedésű, a város nyugati részén elterülő lakótelepi övezet viszont nagyobb. A síkvidéki elhelyezkedés, a méret és a városszerkezet alapján mindkét város ideális terep városklimatológiai kutatásokra. Fenológiai vizsgálataink alapját is az az 500x500 m-es gridhálózat képezte, amit a jelenleg is folyó városklíma kutatásoknál használunk (Unger és tsai., 2001). A virágzási időpontok a gridközéppontra vonatkoztatott átlagértékeket jelentenek.

Vizsgálatunkhoz az aranyvessző (*Forsythia suspensa*) bizonyult a legmegfelelőbbnek, mert eloszlása megfelelően gyakori (a gridek 60–70%-ban megtalálható) mindkét városban. Megfigyeléseinket napi gyakorisággal, azonos (kora délutáni) napszakban végeztük, 4 fenológiai fázist különítve el (virágzás kezdete, 25%-os, 50%-os és 100%-os virágzási állapot), és minden gridben 8–10 növény esetében. Az így elkészült virágzási térképek Steinecke (1999) módszeréhez hasonlóan a 2003. január elsejétől eltelt napok számában adják meg a fázisok bekövetkezési idejét. A fenológiai fázisok bekövetkezési ideje és az átlagos maximális hősziget intenzitás közötti kapcsolat kimutatására korrelációs és regressziós analízist végeztünk.

Eredmények

Szegeden a városklimatológiai kutatás számos területen (például hősziget intenzitás, légnedvesség, humán komfort) nagy hagyományokkal rendelkezik, Debrecen pedig az utóbbi években kapcsolódott be a munkába (Unger, 1992, 1999a-b). A városklíma kutatások 2002 áprilisa és 2003 márciusa közötti időszak átlagát tekintve Debrecen esetében $2,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os, Szeged esetében pedig $2,7\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os maximális hősziget-intenzitást állapítottak meg (8. ábra). A hősziget kifejlődése szempontjából ideális makroszkopikus helyzetben (tisza, anticiklonális, szélcsendes időjárás esetén) ezek az értékek Debrecenben elérhetik az $5,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ -ot, Szegeden pedig a $6,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ -ot (Szegedi és Kircsi, 2003; Sümeghy és Unger, 2003). Vizsgálataink szerint a város és a külterület között kialakuló hőmérsékleti különbség változik a nap során, legmarkánsabb eltérés (azaz a legnagyobb hősziget-intenzitás) naplemente után néhány órával alakul ki.

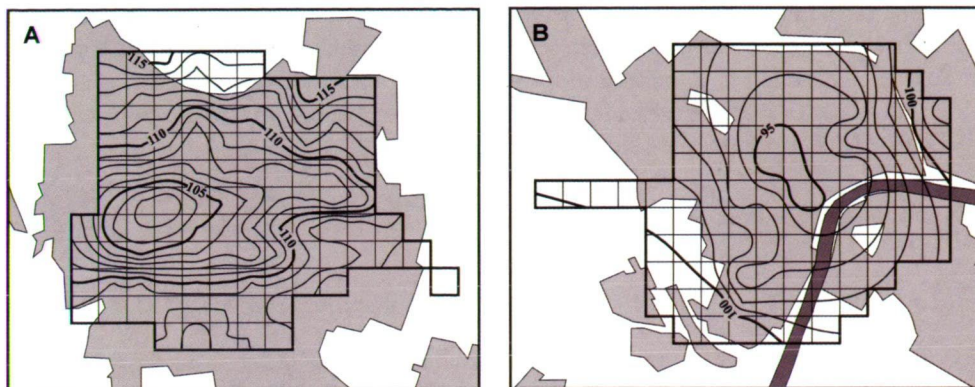


8. ábra. Maximális hősziget-intenzitás Debrecenben és Szegeden 2002 áprilisa és 2003. márciusa között

A 2003 tavaszán a két városban egyidejűleg folyó fenológiai megfigyelések adataiból feno-izokrón térképeket szerkesztettünk, amelyek a különböző virágzási fázisok bekövetkezési idejének területi eloszlását mutatják. Eredményeink szerint szignifikáns kapcsolat mutatható ki a fenológiai fázisok és a hősziget-intenzitás területi eloszlása között. A tanulmányunkban bemutatott példa a 100%-os fenofázis bekövetkezési idejét mutatja be a két városban (9. ábra). Az ábrán jól látható, hogy a megfigyelt növény hamarabb érte el az adott fázist a magas beépítettségű belvárosban és lakótelepeken, amelyek egyben a legmagasabb hősziget-intenzitással is jellemezhető területek. Az izovonalak közel koncentrikusak, a helyenkénti kiöblösödések nagyon hasonló képet mutatnak a 8. ábrán megfigyelhető hősziget-intenzitás térképen tapasztalhatókkal.

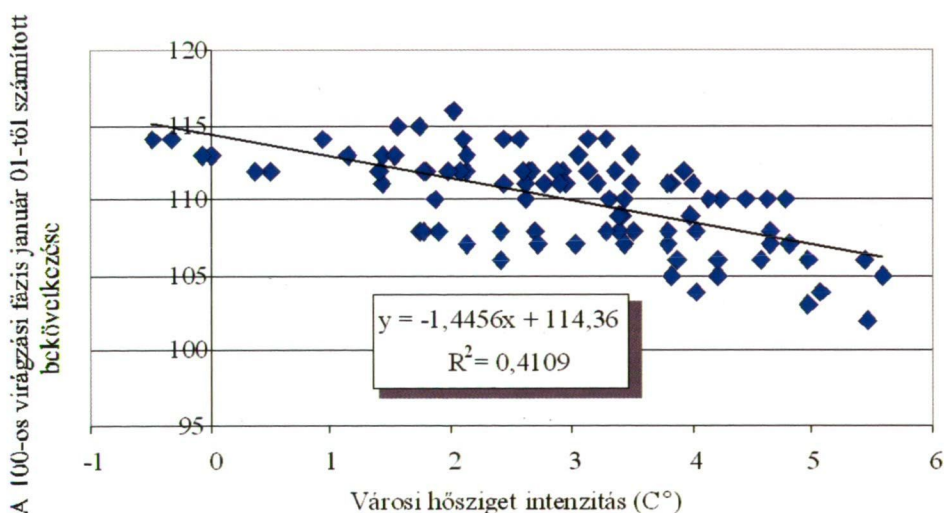
A makroszkopikus viszonyok és a földrajzi elhelyezkedés különbségeiből adódóan a virágzás 2–4 nappal később indult meg Debrecenben és a virágzási folyamat jóval

elnyújtottabb volt, mint Szegeden. A 100%-os fenofázist Debrecenben ugyanis átlagosan 10 nappal később érték el a megfigyelt növények.



9. ábra. A teljes virágba borulás bekövetkezésének ideje Debrecenben (A), és Szegeden (B)

A 10. ábra a hősziget-intenzitás és a teljes virágzási fázis bekövetkezési ideje közötti korrelációt mutatja 2003 tavaszán. A korrelációs koefficiens (r) $-0,6473$ ($r^2 = 0,4109$) a szórás 2–3 napos (elemszám = 189). Az eredmények tehát azt mutatják, ez a komplex folyamatok által meghatározott virágzási folyamat 0,1 %-os szignifikancia szinttel szoros kapcsolatot mutat a hősziget-intenzitással. A regressziós egyenesből látható, hogy a kapcsolat negatív, amely megfelel előzetes elvárásainknak.



10. ábra. A hősziget-intenzitás és a teljes virágzási fázis bekövetkezési ideje közötti korreláció 2003 tavaszán

Következtetések

A fenológiai fázisok néhány nappal vagy akár egy héttel (esetünkben 4–8 nap) hamarabb következtek be a magas hősziget-intenzitású városközpontban és a lakótelepek területén. Mindkét város esetében szignifikáns különbségek mutathatók ki a városközpont és a külsőbb területek virágzási fázisainak időpontja között. A földrajzi elhelyezkedés és a makroszinoptikus helyzetből adódó különbségek magyarázatot adtak a városok közötti fenofázis-eltérésekre. A fenológiai fázisok mintázata jó korrelációt mutat a mikroklimatológiai adatokkal.

Irodalom

- Csathó P. 1994: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. MTA FKI, Budapest 175.
- Defila, C. – Clot, B. 2001: Phytophenological trends in Switzerland. *Int. J. Biometeorol.* 45, 203–207.
- Farsang A. – Jóri Z. 1999: Szeged város zöldfelületi talajainak nehézfém-terheltsége. *Proceedings of the 5th Symposium of Analytical and Environmental Problems.* 47–54.
- Fezer, F. 1995: *Das Klima der Städte.* Justus Perthes Verlag, Gotha, 199.
- Géczi R. – Bódis K. 2004: A városi környezet terhelésének elemzése Kolozsvár példáján. *Acta Geographica Szegediensis* (in print)
- Goudie, A. 2000: The human impact on the natural environment. Blackwell. 37–160.
- Hawksorth, D.L. – Rose, F. 1970: Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature* Vol. 227. 145–148.
- Hough, M. 1995: *Cities and natural processes.* London – New York, Routledge. 172.
- Jakobs, J. 1975: Diversity, stability and maturity in ecosystems influenced by human activities. In: Van Dobben, W. H. – Lowe-McConnell, R. H. (szerk): *Unifying concepts in ecology.* The Hague, 187–207.
- Kardell, L. – Larsson, J. 1978: Lead and Cadmium in Oak Tree Rings (*Quercus robur* L.). *Ambio* 117–121.
- Karsten, M. 1986: Eine Analyse der phänologischen Methode in der Stadtklimatologie am Beispiel der Kartierung Mannheims. Selbstverlag des Geographischen Institutes der Universität Heidelberg, Heft 84, Heidelberg.
- Kovács M. 1985: A nagyvárosok környezete. Gondolat Kiadó, Budapest 50–53.
- KSH Statisztikai Évkönyvek
- Lányi G. 2000: Településkörnyezet: A természet a településben in: Enyedi Gy (szerk): *Magyarország településkörnyezete.* MTA, Budapest, 99–151.
- Lepp, N. W. 1975: The potential of tree-ring analysis for monitoring heavy metal pollution patterns. *Environmental Pollution* 49–61.
- Meleg Z. – Solymos R. 1999: Zöldfelület-gazdálkodás, -fejlesztés, -fenntartás in: Beluszky P. – Olessák D. (szerk.): *A terület- és településfejlesztés kézikönyve,* CEBA Kiadó, Budapest, 38–56.
- Mucsi L. 1996: A városökológia elmélete és alkalmazási lehetőségei Szeged példáján. PhD Disszertáció, Szeged, 39–44.
- Odzuck, W. 1987: Meddig szennyezhető a föld? A környezetterhelésről. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 68–95.

- Pasinszki J. 1996: Levegőhigiénés mérések Szegeden az ülepedő por elemzésével 1993 nyarán. CsMTVE Évkönyve II. 62–76.
- Roetzer, T. – Wittenzeller, M. – Haeckel, H. – Nekovar, J. 2000: Phenology in central Europe – differences and trends of spring phenophases in urban and rural areas. *Int. J. Biometeorol.* 44, 60–66.
- Schmidt E. 1983: Gyakorlati madárvédelem. Bp. 133.
- Schwartz, M.D. 1999: Advancing to full bloom: planning phenological research for the 21st century. *Int. J. Biometeorol.* 42, 113–118.
- Steinecke, K. 1999: Urban climatological studies in the Reykjavík subarctic environment, Iceland. *Atmos. Environ.* 33, 4157–4162.
- Sukop, H. – Wittig, R. 1998: Stadtökologie. GF Verlag, Stuttgart 266–312
- Süsmeghy Z. – Unger J. 2003: Classification of the urban heat island patterns. *Acta Climatologica et Chorologica Universitatis Szegediensis* 36–37, 37–45.
- Szász G. – Tőkei L. 1997: Meteorológia mezőgazdáknek, kertészeknek, erdészeknek. Mezőgazda Kiadó, Budapest 351–365.
- Szegedi S. – Kircsi A. 2003: The effects of the synoptic conditions on development of the urban heat island in Debrecen, Hungary. *Acta Climatologica et Chorologica Universitatis Szegediensis*. 36–37, 79–85.
- Temminghoff, E. J. – Plette, A. C. C. – Van Der See, S. E. A. – Van Riemsdijk, W. H. 1998: Availability and mobility of heavy metals in contaminated soils. In: Filep Gy. (ed): Soil Pollution. Debrecen 85–103.
- Unger J. 1992: Diurnal and annual variation of the urban temperature surplus in Szeged, Hungary. *Időjárás* 96, 235–244.
- Unger J. 1999a: Comparisons of urban and rural bioclimatological conditions in the case of a Central-European city. *Int. J. Biometeorol.* 43, 139–144.
- Unger J. 1999b: Urban-rural air humidity differences in Szeged, Hungary. *Int. J. Climatol.* 19, 1509–1515.
- Unger J. – Süsmeghy Z. – Gulyás Á. – Bottyán Z. – Mucsi L., 2001: Land-use and meteorological aspects of the urban heat island. *Meteorol. Applications* 8, 189–194.
- Valentini, N. – Me, G. – Ferrero, R. – Spanna, F. 2001: Use of bioclimatic indices to characterize phenological phases of apple varieties in Northern Italy. *Int. J. Biometeorol.* 45, 191–195.
- Watmough, S. A., 1999: Monitoring historical changes in soil and atmospheric trace metal levels by dendrochemical analysis. *Environmental Pollution* 391–403.